

Artículo/Article
Vol. 17, nro. 1
e3397

Diversidad de fitoplancton y estado trófico actual de un lago de alta montaña de la provincia de Imbabura, Ecuador

Andrés Arévalo[1]*, Diana Ontaneda[2], Mabel Cadena[3]

[1]Universidad Central del Ecuador, Av. Universitaria, Quito, 170521, Ecuador.

[2]Área de limnología, Departamento de Recursos Hídricos, Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento, Quito 170521, Ecuador.

[3]Universidad Metropolitana del Ecuador, Quito 170521, Ecuador.

* Autor para Correspondencia / Corresponding Author, e-mail: andresare_bio@hotmail.com

Phytoplankton diversity and current trophic status of a high mountain lake in the province of Imbabura, Ecuador

Abstract

The objective of this research was to assess the phytoplankton diversity of San Pablo Lake and, based on its composition, determine its current trophic status. Samples were collected from May to August 2023 to account for seasonal variations. Taxonomic identification and photographic records were obtained using an inverted microscope equipped with a camera. A total of 77 species of microalgae and cyanobacteria, belonging to eight phyla, were identified. The most representative groups were Heterokontophyta (31 % of total species), followed by Chlorophyta (25%) and Charophyta (17 %). Cell density peaked in May, reaching 75,535 org/mL, coinciding with the highest rainfall levels. *Microcystis aeruginosa*, a potentially toxic cyanobacterium, was detected. Nitrogen and total phosphorus levels were elevated compared to other lentic ecosystems in the region. The saprobic index and organic pollution index confirm significant contamination and high organic pollution in San Pablo Lake, classifying it as eutrophic.

Keywords: lentic, microalgae, cyanobacteria, water quality, eutrophic.

Resumen

El objetivo de la presente investigación fue determinar la diversidad de fitoplancton y, con base en su composición, establecer el estado trófico actual del lago San Pablo. Se recolectaron muestras durante los meses de mayo, junio, julio y agosto de 2023 para considerar la variabilidad estacional. La identificación taxonómica y el registro fotográfico se realizaron mediante un microscopio invertido con una cámara acoplada. Se identificaron 77 especies de microalgas y cianobacterias pertenecientes a 8 phyla. Los más representativos fueron Heterokontophyta, con el 31 % del total de las especies, seguido de Chlorophyta (25 %) y Charophyta (17 %). La densidad celular fue más alta en mayo, alcanzando 75.535 org/mL, coincidiendo con el mes de mayor precipitación. *Microcystis aeruginosa* fue identificada como una cianobacteria potencialmente tóxica. Los valores de nitrógeno y fósforo total son elevados en comparación con otros ecosistemas lénticos de la región. El índice sapróbico y el índice de contaminación orgánica confirman la alta contaminación del lago San Pablo, el cual se clasifica como eutrófico.

Palabras clave: léntico, microalgas, cianobacterias, calidad de agua, eutrófico.





Editado por / Edited by: Mateo Dávila-Játiva

Recibido / Received: 17/07/2024

Aceptado / Accepted: 10/21/2024

Publicado en línea / Published online: 15/04/2025

DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos lénticos constituyen un recurso natural muy importante a nivel científico, estético, cultural y económico, además de ser esenciales para la provisión de agua en la región. En Ecuador se estima que existe un volumen de 376 km^3 anuales de agua dulce en los cuerpos de agua superficiales gracias a factores topográficos y meteorológicos que influyen sobre la precipitación [1,2,3]. Además, los lagos y lagunas albergan altos niveles de biodiversidad, ya que son hábitat de un extenso número de organismos pertenecientes a diferentes comunidades biológicas como aves, mamíferos, plantas acuáticas, peces y organismos acuáticos como macroinvertebrados, microcrustáceos, zooplancton y fitoplancton [4].

En los últimos años, este tipo de ecosistema se ha visto fuertemente amenazado por una variedad de factores antrópicos como la intensificación del uso de la tierra, vertidos de aguas residuales e industriales, ganadería y uso de agua [5, 6]. En Ecuador, Aguirre et al. [7] mencionan que los ecosistemas acuáticos ecuatorianos están sometidos a una fuerte presión antrópica debido al crecimiento poblacional y al uso de tecnologías para el aprovechamiento de los recursos naturales.

La eutrofización es una de las consecuencias más evidentes en los últimos años, producto de la contaminación en los ecosistemas lénticos ecuatorianos por actividades antrópicas como ganadería, agricultura, vertido de aguas residuales y crecimiento poblacional. Este proceso genera un enriquecimiento excesivo de nutrientes en el agua, principalmente nitrógeno y fósforo, que ingresan directa o indirectamente a través de la escorrentía [8, 9].

El proceso eutrófico depende de la proporción de nitrógeno y fósforo en el cuerpo de agua. El desequilibrio de estos nutrientes va a alterar las características físicas y químicas originales del ecosistema [10], provocando un aumento descontrolado de la biomasa de microalgas y cianobacterias, así como condiciones anóxicas dentro del agua. Esto amenaza la integridad y diversidad de diferentes especies de peces, aves y mamíferos, además de afectar los servicios ecosistémicos y el valor estético de ríos, riachuelos, arroyos y otros sistemas fluviales [11, 12].

En este sentido, en el campo limnológico, el fitoplancton, que representa la base de la cadena trófica al ser productor primario [13, 14], ha adquirido gran importancia para caracterizar los sistemas acuáticos continentales, debido a que muchos de ellos son sensibles a cambios que ocurren en el agua [15]. Se utilizan como bioindicadores de la calidad del agua, ya que miden y cuantifican la magnitud del estrés y la respuesta ecológica al daño causado a un ecosistema, a través de cambios en la composición y distribución de la comunidad fitoplanctónica y de las especies sensibles [16, 17].

El lago San Pablo se encuentra ubicado en la provincia de Imbabura cerca de la ciudad de Otavalo. Posee una superficie de 6,7 km^2, con una profundidad media de 24,5 m [18]. La vegetación natural en los alrededores del lago casi ha desaparecido por completo, y ha sido reemplazada por campos agrícolas, ganado y una población humana de aproximadamente 20 000 habitantes que se establecieron allí [19]. Todos estos factores crean una fuerte presión sobre el suelo y el agua, intensificando el riesgo de erosión.

 DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



Según Casallas [20], el lago San Pablo presenta problemas de eutrofización debido a la directa e indirecta entrada de aguas y residuos sólidos con un alto contenido de nutrientes y otras sustancias. Casallas y Gunkel [18] también indican que la eutrofización del lago es consecuencia de las descargas de aguas residuales domésticas, la agricultura intensiva, la agroindustria (uso de pesticidas, fungicidas, etc.) y la ganadería. Estas actividades, desarrolladas en la zona litoral del lago no solo aportan nutrientes, sino también gérmenes, lo que agrava la contaminación del ecosistema.

De los pocos estudios limnológicos realizados en el lago San Pablo se pueden destacar los de Gunkel [21], Gunkel y Casallas [22] y Casallas [20] que establecen el estado de las comunidades biológicas como el fitoplancton, donde el número de especies es bajo. Se reporta la dominancia de clorofitas y diatomeas con especies comunes como *Scenedesmus linearis*, *Pediastrum boryanum* var. *boryanum* y *Aulacoseira granulada*. Adicionalmente se reporta la presencia de *Microcystis aeruginosa*, cianobacteria potencialmente tóxica. Finalmente, se estudia la relación de las variables físico-químicas y biológicas catalogando al lago como altamente eutrófico por los elevados niveles de fósforo.

En este sentido, el objetivo de esta investigación fue analizar la diversidad y abundancia actual del fitoplancton en el lago San Pablo para determinar el estado trófico de sus aguas y comprender la dinámica de la población.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Lago San Pablo se encuentra ubicado a 2 666 m.s.n.m. en la provincia de Imbabura a 7,1 km de la ciudad de Otavalo (Figura 1). Posee una superficie de 6,7 km^2, una profundidad máxima de 35,2 m y una profundidad media de 24,5 m; convirtiéndolo en el lago más grande del país [21]. Posee forma circular con orillas de pendiente ligeramente pronunciada. La superficie del espejo de agua es de 6,68 km^2 y el tiempo de residencia de las aguas en el lago ha sido estimado en 3,2 años [23, 24]. La vegetación acuática en los diferentes estratos del lago está dominada por *Scirpus californicus*, *Myriophyllum quitense*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum* y *Potamogeton pectinatus* [19].

 DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3414



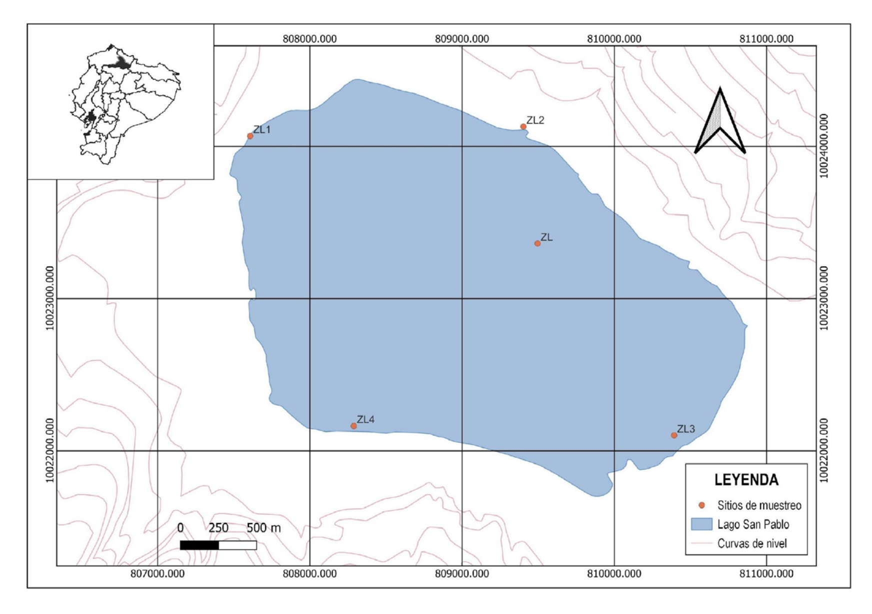


Figura 1. Ubicación geográfica del lago San Pablo, provincia de Imbabura. Mapa elaborado por: Mgtr. Andrés Arévalo. Elaboración propia.

RECOLECCIÓN Y ANÁLISIS DE MUESTRAS

Se establecieron cinco sitios de muestreo en el lago San Pablo, de los cuales, cuatro corresponden a sitios con focos de contaminación en la zona litoral y uno a la zona limnética del cuerpo de agua (Tabla 1). Los muestreos se realizaron una vez al mes en horas de la mañana, durante un periodo de cuatro meses (mayo, junio, julio y agosto) del año 2023. En cada uno de los sitios de estudio se tomaron dos muestras, tanto para el análisis cualitativo como para el cuantitativo. Para el análisis cualitativo se obtuvieron muestras mediante una red de arrastre de fitoplancton de 24 µm de porosidad y almacenadas en frascos de vidrio color ámbar de 100 mL de capacidad. Para el análisis cuantitativo y análisis físico-químico se tomaron muestras de agua a medio metro de profundidad usando una botella tipo Van Dorn. Posteriormente, las muestras para análisis biológico fueron preservadas con solución de Transeau compuesta por agua destilada, alcohol al 96 % y formaldehído en proporción 6:3:1 [25].



Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo establecidos en el lago San Pablo.

Código	Sitio de muestreo	Sector	Coordenadas	
			Latitud	Longitud
ZL1	Zona litoral 1	Sector Pucará Bajo, Parroquia Eugenio Espejo	0,217511	-78,236667
ZL2	Zona litoral 2	Comunidad Chilcal, Parroquia Eugenio Espejo	0,218056	-78,220556
ZL3	Zona litoral 3	Localizada entre la cooperativa Justicia Social y San Roque	0,199722	-78,211667
ZL4	Zona litoral 4	Comunidad San Miguel, Hostería Puerto Lago, Parroquia San Rafael	0,211111	-78,219722
ZL	Zona limnética	Zona céntrica del lago	0,208611	-78,225833

El análisis cuantitativo se realizó en un microscopio invertido marca Carl Zeiss modelo AxioVert A1 con objetivos de 40x y 63x a través del software ZEN lite, siguiendo la técnica por campos que consiste en sedimentar las muestras en cámaras Utermöhl y realizar el recuento de los microorganismos mediante la observación en campos aleatorios [26]. El material de referencia utilizado para la identificación taxonómica fue: Komárek [27]; Sant'Anna et al. [28]; Coesel y Meesters [29]; Komárek y Zapomelová [30]; Bonilla [31]; Rai y Misra [32]; Rosini et al. [33]; Kim [34-36] y Bicudo y Menezes [25]; además de la revisión en la base de datos en línea Algaebase [37].

Las medidas de pH, conductividad, temperatura y sólidos disueltos totales (TDS) se tomaron *in situ* utilizando un multiparamétrico portátil de campo marca YSI EXO1, cuyos sensores fueron previamente calibrados. Los análisis de nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) fueron realizados en el Laboratorio de Servicios Ambientales de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Central del Ecuador siguiendo los métodos: espectrofotométrico, colorimétrico, volumétrico, método oxidativo y colorimétrico respectivamente.

Los datos de precipitación fueron obtenidos del Sistema de Información Pública Agropecuaria [38].

Para evaluar la calidad del agua se empleó el índice sapróbico de Pantle y Buck [39] y el índice de polución orgánica de Palmer [40], en función de las especies de microalgas y cianobacterias presentes en el lago.

RESULTADOS

Con base al análisis cualitativo de las muestras provenientes del lago San Pablo, se identificaron 77 especies pertenecientes a 8 phyla (Tabla 2). Los más representativos fueron las diatomeas (Heterokontophyta) con el 31 % del total de las especies; seguido de las algas verdes (Chlorophyta 25 % y Charophyta 17 %) y cianobacterias (Cyanobacteria) con el 17 %. Los phyla Euglenophyta, Miozoa, Cryptista y Ochrophyta aportaron con el 5, 3 % y 1 % de las especies respectivamente (Figura 2). Además, se identificaron dos especies de cianobacterias potencialmente tóxicas: *Dolichospermum* sp. y *Microcystis aeruginosa*.

DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



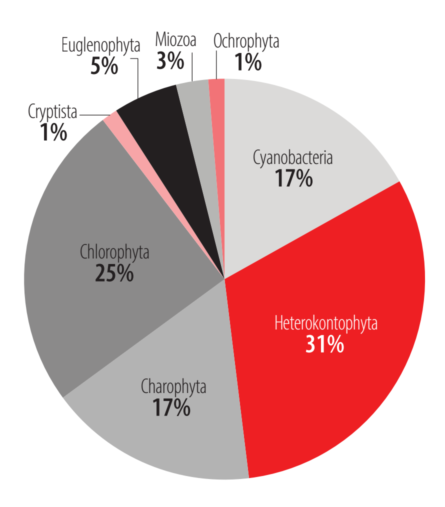


Figura 2. Distribución porcentual (%) de la riqueza específica de fitoplancton en el lago San Pablo. Figura elaborada por: Mgtr. Mabel Cadena. Elaboración propia

Tabla 2. Especies de fitoplancton presentes en el Lago San Pablo. Elaboración propia.

Phylum	Especie	Phylum	Especie
CYANOBACTERIA	*Anabaena* sp.	CHAROPHYTA	*Closterium acerosum*
	Calothrix sp.		*Closterium acutum*
	Chroococcus sp.		*Closterium dianae*
	Cylindrospermum sp.		*Closterium glacile*
	Dolichospermum sp.		*Closterium kuetzingii*
	Leptolyngbya sp.		*Closterium moniliferum*
	Lyngbya sp.		*Closterium striolatum*
	Merismopedia glauca		*Closterium venus*
	Microcystis aeruginosa		*Cosmarium subspeciosum*
	Oscillatoria sp.		*Elakatothrix* sp.
	Phormidium sp.		*Micrasterias laticeps*
	Pseudanabaena sp.		*Micrasterias truncata*
	Synechocystis sp.		*Spirogyra* sp.

 DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



Phylum	Especie	Phylum	Especie
HETEROKONTOPHYTA	*Amphipleura* sp.	CHLOROPHYTA	*Acutodesmus acuminatus*
	Amphora sp.		*Acutodesmus bernardii*
	Aulacoseira sp.		*Ankistrodesmus fusiformis*
	Ceratoneis sp.		*Ankistrodesmus spiralis*
	Cooconeis placentula		*Botryococcus braunii*
	Cylindrotheca sp.		*Chlamydomonas sp.*
	Cymbella sp.		*Coelastrum indicum*
	Diploneis sp.		*Coelastrum microporum*
	Encyonema sp.		*Desmodesmus communis*
	Epithemia sp.		*Dictyosphaerium pulchellum*
	Eunotia sp.		*Eudorina elegans*
	Gomphonema sp.		*Monoraphidium contortum*
	Gyrosigma sp.		*Oocystis lacustris*
	Melosira sp.		*Oocystis naegelii*
	Navicula sp.		*Pandorina morum*
	Nitzschia sigmoidea		*Pediastrum dúplex*
	Nitzschia sp.		*Pseudopediastrum boryanum*
	Pinnularia sp.		*Planktosphaeria gelatinosa*
	Rhoicosphenia sp.		*Tetraëdron mínimum*
	Rhopalodia sp.	CRYPTISTA	*Cryptomonas* sp.
	Stauroneis sp.	EUGLENOPHYTA	*Euglena* sp.
	Surirella sp.		*Lepocinclis* sp.
	Synedra sp.		*Phacus* sp.
	Ulnaria sp.		*Trachelomonas hispida*
MIOZOA	*Ceratium* sp.	OCHROPHYTA	*Synura* sp.
	Peridinium sp.		

En cuanto al análisis cuantitativo del fitoplancton, en la figura 3 se puede apreciar que las mayores densidades celulares totales se registraron para el mes de mayo con 75.535 org/mL, mientras que los valores más bajos fueron registrados en el mes de agosto con un total de 13.162 org/mL. Las diatomeas alcanzaron las densidades celulares máximas

 DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



durante el mes de mayo con 47.666 org/mL, aportando con el 63 % a la abundancia total. Los meses de junio, julio y agosto fueron dominados por las algas verdes con el 57, 52 % y 58 % de la abundancia total respectivamente. Por otro lado, *Synura* sp. perteneciente al phyla Ochrophyta fue registrada únicamente en el mes de mayo con 72 org/mL. Además, podemos observar que las abundancias de los microorganismos siguen el patrón de descenso según los valores de la precipitación que van desde mayo (174 mm) y disminuye en el mes de agosto (40 mm).

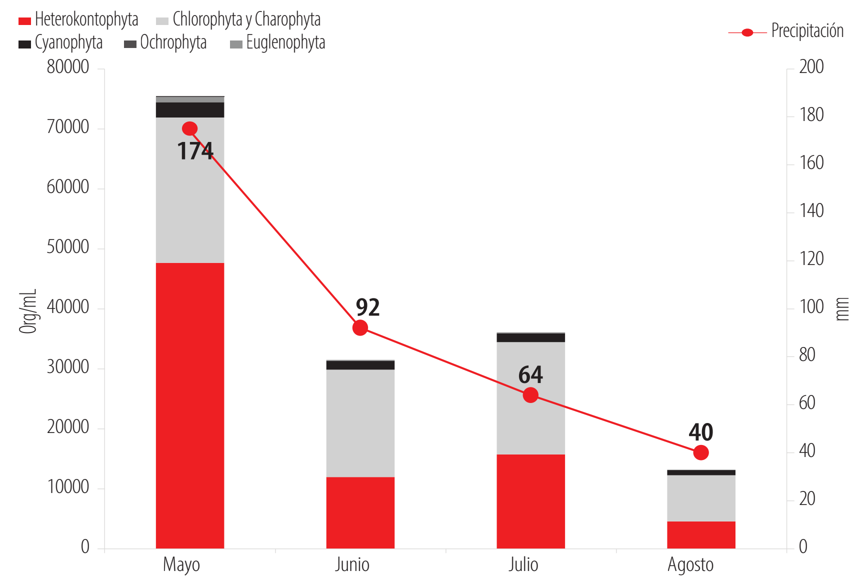


Figura 3. Variación de abundancia fitoplanctónica y precipitación entre mayo y agosto de 2023 en el lago San Pablo. Figura elaborada por: Mgtr. Mabel Cadena. Elaboración propia.

De los valores de los parámetros físicos-químicos medidos (tabla 3), se observa una tendencia alcalina en el pH, con un máximo de 8,6 en julio y agosto. La temperatura varió entre 17,7 °C en mayo y 19,6 °C en agosto. La mayor conductividad se registró en el mes de mayo con 298 µS/cm-[1]. De igual manera, en agosto se obtuvieron los valores medios más altos de sólidos disueltos totales (147 ppm), nitrógeno total (1,8 mg/L), fósforo total (1,62 mg/L), DBO (11 mgO2/L) y DQO (23 mgO2/L), a pesar de la baja precipitación. Esto podría atribuirse al fuerte oleaje registrado el día del muestreo, generado por el viento, lo que provocó una gran cantidad de materia orgánica en suspensión y, en consecuencia, influyó directamente en los resultados de los análisis.

DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



Tabla 3. Valores medios del potencial de hidrógeno (pH), temperatura (T), conductividad eléctrica (Cond), sólidos disueltos totales (TDS), nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) en el lago San Pablo durante el período mayo-agosto de 2023.

Meses de muestreo	pH	T °C	Cond $\mu S/cm^{-1}$	TDS ppm	N t mg/L	P t mg/L	DBO mgO2/L	DQO mgO2/L
Mayo	7,9	17,7	298	147,6	1	0,1	5	8
Junio	8,1	18,3	286,8	143,4	2,4	0,1	5	8
Julio	8,6	18,7	284,6	144,6	1	0,88	5	15,6
Agosto	8,6	19,6	285	147	1,8	1,62	11	23

Finalmente, tomando en cuenta al componente taxonómico durante el periodo de estudio, se pudo estimar que el lago San Pablo se encuentra en estado eutrófico (Tabla 4), ya que el índice de Pantle y Buck expone que el sistema presenta contaminación fuerte, y el índice de polución orgánica de Palmer lo cataloga de acuerdo con la presencia de ciertas microalgas como un lago con alta polución orgánica.

Tabla 4. Estado trófico actual del Lago San Pablo con base al Índice sapróbico de Pantle y Buck e Índice de polución orgánica (OPI) de Palmer.

Índice	Valor	Interpretación
Pantle y Buck	2,51	Contaminación fuerte
OPI	32	Alta polución orgánica

DISCUSIÓN

Con 77 géneros de microalgas y cianobacterias identificados, la composición actual de fitoplancton en el lago San Pablo es superior a lo reportado por Gunkel [21], Casallas y Gunkel [18] y Casallas [20] con 19, 27 y 32 especies respectivamente para el mismo cuerpo de agua; incluso superior a la composición taxonómica de algunos lagos del Parque Nacional Cajas [41, 42], Yahuarcocha [43, 44] y otros lagos de los Andes ecuatorianos ubicados sobre los 3 863 m.s.n.m. [45].

Los taxones dominantes Heterokontophyta, Chlorophyta y Charophyta son grupos de amplia distribución en lagos tropicales con diferente grado trófico y tolerantes a diferentes cambios ambientales que se producen en su hábitat [46]. Especies como *Cryptomonas* sp., *Euglena* sp., *Pediastrum boryanum*, *Oocystis naegelii*, *Planktosphaeria gelatinosa*, *Coelastrum microporum*, *Peridinium* sp. y *Nitzschia* sp. han sido reportados por Gunkel [21], Casallas y Gunkel [18] y Gunkel y Casallas [22] en sus estudios limnológicos en este sistema lacustre.

Las cianobacterias *Chroococcus* sp. y *Microcystis aeruginosa* fueron los géneros dominantes en términos cuantitativos debido a su capacidad para competir por nitrógeno. Sus adaptaciones metabólicas especiales y su eficiencia en el almacenamiento de nitrógeno les permiten prosperar en ambientes con alta disponibilidad de este nutriente [47]. Sin

 DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



embargo, son menos eficientes en la competencia por fósforo en comparación con las diatomeas y las algas verdes [48]. Además, las cianobacterias constituyen una seria preocupación, ya que pueden provocar anoxia en el agua del lago, muerte de peces y otros organismos acuáticos, además de reducir el valor estético de las aguas recreacionales [49].

La cianobacteria *Microcystis aeruginosa* tiene la capacidad de producir cianotoxinas como microcistinas que pueden tener un efecto perjudicial para la salud humana, la fauna terrestre y acuática por sus efectos hepatotóxicos, neurotóxicos, genotóxicos, gastrointestinales y dérmicos [50, 51]. A pesar de que el lago San Pablo presenta las condiciones para el desarrollo de cianobacterias debido al estado trófico, hay que puntualizar que la toxicidad va a depender de la presencia de genes involucrados en la síntesis de microcistinas, por lo que pueden o no existir poblaciones tóxicas en una floración de cianobacterias de ser el caso [52]. Esto daría lugar a realizar futuros estudios moleculares sobre si las poblaciones de *Microcystis aeruginosa* registradas en el lago San Pablo tienen o no la capacidad de producir toxinas.

Los valores de las variables físico–químicas obtenidas en cada mes de muestreo reafirman las condiciones ambientales que influyen en la composición de las comunidades de fitoplancton reportadas en el presente estudio. Por ejemplo, Mpawenayo [53] menciona de qué manera los parámetros del agua como pH, conductividad, nitrógeno, sílice y temperatura intervienen en la abundancia de algas verdes y diatomeas. De la misma manera Pham [54] y Godoy et al. [55] indican que la temperatura incide sobre el crecimiento y desarrollo de las comunidades de cianobacterias especialmente a temperaturas superiores a los 23°C y sobre la producción de cianotoxinas.

Los resultados obtenidos de las variables físico-químicas fueron similares a las reportadas por Casallas y Gunkel [18] y Casallas [20] para el mismo cuerpo de agua. Los valores de conductividad indican procesos de mineralización deficientes, ya que los nutrientes, al no descomponerse adecuadamente, dan como resultado una baja concentración de iones. Los valores de conductividad fueron inferiores comparados con otras lagunas del país como Cuicocha [56], Colta [57] y Yahuarcocha [44]. En cuanto a las concentraciones de nitrógeno y fósforo total, estos son comunes para lagos de aguas mesotróficas y pueden ser considerados altos para un lago situado por encima de 2 000 m s. n. m., incluso si se lo compara con otros lagos de alta montaña como el lago Siscunsí, La Calderona, La Tota, Los Colorados y El Encanto de Colombia, donde las concentraciones del nitrógeno total fueron menores con valores entre 0,2 y 0,5 mg/l [46]. Además, los valores de nitrógeno pueden relacionarse con la presencia de materia orgánica producto del vertido de aguas de origen antrópico, ya sean industriales o domésticas y también con la entrada de nutrientes a través de la escorrentía por el uso de fertilizantes en cultivos ubicados en zonas litorales del lago [19].

En cuanto al índice sapróbico de Pantle y Buck y el índice de polución orgánica de Palmer, los resultados obtenidos están relacionados con la presión antrópica que sufre el lago San Pablo que ha sido catalogado en varios estudios como un lago eutrófico [19, 58, 59]. La intensificación de la agricultura en los últimos años parece ser la principal causa de eutrofización no solo en el lago San Pablo, sino también en lagos de todo el mundo debido a la transferencia de nutrientes, principalmente fósforo [60]. En Estados Unidos se estima que entre el 25 % y 75 % del fósforo que forma parte de los fertilizantes

DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397





usados en la agricultura llegan al medio ambiente [61]. En este sentido, el lago San Pablo se ve gravemente afectado considerando que el 30,41 % de la cuenca está destinada a cultivos de maíz, trigo, cebada, árboles frutales, leguminosas, entre otros [62].

Finalmente, aunque los nutrientes son esenciales para las redes tróficas acuáticas, el aumento en la entrada de fósforo y nitrógeno, producto del crecimiento demográfico, supera sus efectos positivos y afecta la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos [63, 64]. Además, la comparación de las variables físico-químicas y biológicas analizadas en esta investigación con estudios previos permite concluir que el lago San Pablo está experimentando un proceso de eutrofización, creando un ambiente propicio para el crecimiento de comunidades de cianobacterias que pueden afectar los servicios ecosistémicos del lago.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Nelson Gallo por sus aportes y comentarios en la redacción del presente manuscrito. También agradecen a Gabriela Echeverría, por su ayuda en la logística, guía y toma de muestras en el lago San Pablo y sus alrededores.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Andrés Arévalo concibió la investigación y realizó la fase de campo junto a Mabel Cadena y Diana Ontaneda. Andrés Arévalo y Diana Ontaneda realizaron el análisis cualitativo y cuantitativo de las muestras. Mabel Cadena contribuyó en la redacción del manuscrito.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflicto de intereses con relación a la publicación de este artículo. Todos los autores han leído y aprobado el manuscrito final y consienten en su publicación.

 DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



REFERENCIAS

[1] Limburg, K. E. (2009). Aquatic ecosystem services in G. E. Likens (ed). *Encyclopedia of Inland Waters* (pp.25-30). Oxford: Academic Press.

[2] Yánez, L., Franco, P., Bastidas, W., & Córdova, V. (2017). Resumen del plan nacional de gestión integrada e integral de los recursos hídricos y de las cuencas y microcuencas hidrográficas de Ecuador. *AQUA-LAC*, 9(2), 124-132.

[3] Naranjo-Silva, S. (2024). A hydropower development perspective in Ecuador: past, present, and future. *La Granja*, 39(1), 63-77. https://doi.org/10.17163/lgr.n39.2024.04

[4] Heino, J., Alahuhta, J., Bini, L. M., Cai, Y., Heiskanen, A. S., Hellsten, S., Kortelainen, P., Kotamäki, N., Tolonen, K. T., Vihervaara, P., Vilmi, A., & Angeler, D. G. (2021). Lakes in the era of global change: Moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. *Biological Reviews*, 96(1), 89-106. https://doi.org/10.1111/brv.12647

[5] Smol, J. P. (2019). Under the radar: Long-term perspectives on ecological changes in lakes. *Proceedings of the Royal Society B*, *286*. https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0834

[6] Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B. M., Andersen, H. E., Argillier, C., Auer, S., Baattrup-Pedersen, A., Banin, L., Beklioglu, M., Bondar-Kunze, E., Borja, A., Branco, P., Bucak, T., Buijse, A. D., Cardoso, A. C., Couture, R. M., Cremona, F., Zwart, D.,. . . Hering, D. (2020). Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology and Evolution, 4*(8), 1060–1068. https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4

[7] Aguirre, W. E., Alvarez-Mieles, G., Anaguano-Yancha, F., Burgos Morán, R., Cucalón, R. V., Escobar-Camacho, D., Jácome-Negrete, I., Jiménez Prado, P., Laaz, E., Miranda-Troya, K., Navarrete-Amaya, R., Nugra Salazar, F., Revelo, W., Rivadeneira, J. F., Valdiviezo Rivera, J., & Zárate Hugo, E. (2021). Conservation threats and future prospects for the freshwater fishes of Ecuador: A hotspot of Neotropical fish diversity. *Journal of Fish Biology, 99*(4), 1158-1189. https://doi.org/10.1111/jfb.14844

[8] Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford university press.

[9] Howarth, R., & Paerl, H. W. (2008). Coastal marine eutrophication: Control of both nitrogen and phosphorus is necessary. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 105*(49), 103. https://doi.org/10.1073/pnas.0807266106

[10] Lyu, J. Q., Luo, P. P., Mo, S. H., Zhou, M. M., Shen, B. & Nover, D. (2019). A quantitative assessment of hydrological responses to climate change and human activities at spatiotemporal within a typical catchment on the Loess Plateau, China. *Quaternary International*, *527*, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.03.027

[11] Withers, P., Neal, C., Jarvie, H., & Doody, D. (2014). Agriculture and Eutrophication: Where go we go from here?. *Sustainability, 6*(9). https://doi.org/10.3390/su6095853

[12] Liang, Z., Xu, Y., Qiu, Q., Liu, Y., Lu, W., & Wagner, T. (2021). A framework to develop joint nutrient criteria for lake eutrophication management in eutrophic lakes. *Journal of Hydrology*, 594. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125883

[13] Wetzel, R. G. (1981). *Limnología*. Ediciones Omega.

[14] Bravo, E. (2014). *La Biodiversidad en el Ecuador*. Editorial Universitaria Abya-Yala.

[15] Ptacnik, R., Solimini, A.G., & Brettum, P. (2009). Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia 633*, 75–82. https://doi.org/10.1007/s10750-009-9870-1

[16] De la Lanza-Espino, G., Hernández, P. S. & Carvajal, P. J. L. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Editorial Plaza y Valdés.

[17] Vélez-Azañero, A., Lozano, S., & Cáceres-Torres, K. (2016). Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *Ecología Aplicada*, *15*(2), 69-79. http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.745

[18] Casallas, J., & Gunkel, G. (2001). Algunos aspectos limnológicos de un lago altoandino: El lago San Pablo, Ecuador. *Limnetica*, *20*(2), 215-232. https://www.limnetica.info/documentos/limnetica/limnetica-20-2-p-215.pdf



[19] Terneus Jácome, E. (2017). Vegetación acuática y estado trófico de las lagunas andinas de San Pablo y Yahuarcocha, provincia de Imbabura, Ecuador. *Revista Ecuatoriana De Medicina Y Ciencias Biológicas*, *35*(1-2), 121-131. https://doi.org/10.26807/remcb.v35i1-2.255

[20] Casallas, J. (2005*). Investigaciones limnológicas en el lago San Pablo, un lago de alta montaña en Ecuador.* [Tesis de doctorado, Technischen Universität Berlin]. https://depositonce.tu-berlin.de/items/0c573865-95df-4285-8fd4-4e624409a6e4

[21] Gunkel, G. (2000). Limnology of an equatorial high mountain lake in Ecuador, Lago San Pablo. *Limnologica*, *30*(2), 113-120. https://doi.org/10.1016/S0075-9511(00)80005-5

[22] Gunkel, G., & Casallas, J. (2002). Limnological of an equatorial high mountain lake, Lago San Pablo, Ecuador: Limitation of lake productivity by deep diurnal mixing. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, *28*(4). https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11901941

[23] Galárraga, E., Zevallos, O., Toledo, P., Criollo, C., Robelly, N. & Ruales, J. (1992). *Estudio para la recuperación y protección de la zona turística de los lagos de la provincia de Imbabura con fines de equilibrio ecológico y promoción turística.* Ministerio de Relaciones Exteriores del Ecuador.

[24] Gunkel, G. (2003). Limnología de un lago tropical de alta montaña, en Ecuador: Características de los sedimentos y tasa de sedimentación. *Revista de Biología Tropical*, *51*(2), 381-390. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442003000200010&script=sci_arttext

[25] Bicudo, C. E. D. M., & Menezes, M. (2017). *Gêneros de algas de águas continentais: Chave para identificação e descrições*. Livraria RiMa Editora.

[26] Gómez, N., Rondón, J. C. D., Giorgi, A., i Padró, H. G., Mateo, P., & i Cortés, S. S. (2009). La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 219-242). Fundación BBVA.

[27] Komárek, J. (2005). The modern classification of cyanoprokaryotes (cyanobacteria). *Oceanological and Hydrobiological Studies, 34*(3).

[28] Sant'Anna, C., Azevedo, M. T., Agujaro, L., Carvalho, M. C., & Souza, R. C. (Eds.). (2005). *Manual ilustrado para identificación y conteo de cianobacterias planctónicas de aguas continentales brasileiras*. Interciencia.

[29] Coesel, P. F. M., & Meesters, J. K. (2007). *Desmids of the Lowlands: Mesotaeniaceae and desmidiaceae of the european lowlands*. KNNV Publishing: Zeist.

[30] Komárek, J., & Zapomělová, E. (2007). Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus Anabaena= subg. Dolichospermum–1. part: Coiled types. *Fottea*, *7*(1), 1-31. http://www.fottea.czechphycology.cz/pdfs/fot/2007/01/01.pdf

[31] Bonilla, S. (Ed). (2009). *Cianobacterias planctónicas del Uruguay: Manual para la identificación y medidas de gestión*. Programa Hidrológico Internacional.

[32] Rai, S. K., & Misra, P. K. (2012). Taxonomy and diversity of genus Pediastrum Meyen (Chlorophyceae, Algae) in east Nepal. *Our Nature*, *10*(1), 167-175. https://doi.org/10.3126/on.v10i1.7779

[33] Rosini, E. F., Sant'Anna, C. L., & Tucci, A. (2013). Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. *Rodriguésia*, *64*(2)*,* 399–417. https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000200015

[34] Kim, H. S. (2013). New records of fresh-water green algae (Chlorophytes) from Korea. *Journal of Ecology and Environment*, *36*(4), 303–314.

[35] Kim, Y. J. (2013). Taxonomic and ecological study of the families Hydrodictyaceae and Coelastraceae, order Chlorococcales, and Class Chlorophyceae in Korea. *Journal of Ecology and Environment*, *36*(4), 421–437. https://doi.org/10.5141/ecoenv.2013.421

[36] Kim, Y. J. (2015). New records of genus Scenedesmus (Chlorophyceae) found in Korea. *Journal of Ecology and Environment, 38*(2), 213–227. https://doi.org/10.5141/ecoenv.2015.022

[37] Guiry, M. D., & Guiry, G. M. (2025). AlgaeBase. *World-wide electronic publication*. University of Galway. https://www.algaebase.org

[38] Sistema de Información Pública Agropecuaria. (s.f.*). Boletín Nacional Precipitación y Temperatura 2023*. Ministerio de Agricultura y Ganadería. https://sipa.agricultura.gob.ec/

 DOI: https://doi.org/10.18272/aci.v17i1.3397



[39] Pantle, R., & Buck, H. (1955). Die biologisch Über- wachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas-u. Wasserfach, 96*, 1-64.

[40] Palmer, C. M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology*, *5*(1), 78-82. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1969.tb02581.x

[41] Van Colen, W. P., Mosquera, M., Vanderstukken, K., Goiris, M. C., Carrasco, E., Decaestecker, M., Leon-TamarizAlonso F., & Muylaer, K. (2017). Limnology and trophic statusof glacial lakes in the tropical Andes (Cajas National Park, Ecuador). *Freshwater Biology 62*(3), 458-473. https://doi.org/10.1111/fwb.12878

[42] Van Colen, W., Mosquera, P. V., Hampel, H., & Muylaert, K. (2018). Link between cattle and the trophic status of tropical high mountain lakes in páramo grasslands in Ecuador. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, *23*(4), 303-311. https://doi.org/10.1111/lre.12237

[43] Maridueña, A., Chalén, N., Coello, D., Cajas, J., Solis, P., Aguilar, F., & Elías, E. (2011). Mortandad de peces en la Laguna de Yahuarcocha, cantón Ibarra, provincia de Imbabura. Febrero 2003. *Boletín especial, 2*(1).

[44] Cabezas, M. D. L. G., Steinitz-Kannan, M., & Vilarrúbia, T. V. (2023). Floración de Planktothrix agardhii en Yahuarcocha, una laguna altoandina hipereutrófica. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*, *44*(1), 1-14. https://doi.org/10.26807/remcb.v44i1.958

[45] Barta, B., Mouillet, C., Espinosa, R., Andino, P., Jacobsen, D., & Christoffersen, K. (2017). Glacial-fed and páramo lake ecosystems in the tropical high Andes. *Hydrobiologia, 813,* 19-32. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3428-4

[46] Sierra, Y. V. H., Ramos, A. P., & Riaño, N. A. (2021). Estructura del fitoplancton de lagos andinos ubicados en diferente rango altitudinal. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales, 16*(2), 153-167. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8464162

[47] Wang, Z., Zhang, Y., Huang, S., Peng, C., Hao, Z., & Li, D. (2019). Nitrogen limitation significantly reduces the competitive advantage of toxic Microcystis at high light conditions. *Chemosphere*, *237*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124508

[48] Fujimoto, N., Sudo, R., Sugiura, N. & Inamori, Y. (1997). Nutrient-limited growth of *Microcystis aeruginosa* and *Phormidium tenue* and competition under various N:P supply ratios and temperatura. *Limnology and Oceanography*, *42*(2), 250-256. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.2.0250

[49] Okechukwu, I. O., & Ugwumba, A. O. (2009). Cyanobacteria abundance and its relationship to water quality in the Mid-Cross River floodplain, Nigeria. *Revista de Biología Tropical*, *57*(1-2), 33-43. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442009000100004

[50] Wang, Q., Xiao, G., Chen, G., Du, H., Wang, L., Guo, D., & Hu, T. (2018). Toxic effect of microcystin-LR on blood vessel development. *Toxicological & Environmental Chemistry*, *100*(8-10), 373-752. https://doi.org/10.1080/02772248.2019.1578963

[51] Welten, R. D., Meneely, J. P., & Elliott, C. T. (2020). A comparative review of the effect of microcystin-LR on the proteome. *Exposure and Health*, *12,* 111-129. https://doi.org/10.1007/s12403-019-00303-1

[52] Lepillanca, F., de la Escalera, G.M., Bordet, F., O'Farrell, I. & Piccini, C. (2018). Detección de poblaciones tóxicas de Microcystis spp. con distintas preferencias ambientales. Estudio de caso: embalse de Salto Grande. *Innotec*, *16*. https://doi.org/10.26461/16.06

[53] Mpawenayo, B., Cocquyt, C., & Nindorera, A. (2005). Diatoms (*Bacillariophyta*) and other algae from the hot springs of Burundi (Central Africa) in relation with the physical and chemical characteristics of the water. *Belgian Journal of Botany*, *138*(2), 152-164. http://hdl.handle.net/1854/LU-334647

[54] Pham, T. L., Dao, T. S., Tran, N. D., Nimptsch, J., Wiegand, C., & Motoo, U. (2017). Influence of environmental factors on cyanobacterial biomass and microcystin concentration in the Dau Tieng Reservoir, a tropical eutrophic water body in Vietnam. *In Annales de Limnologie-International Journal of Limnology, 53*. https://doi.org/10.1051/limn/2016038

[55] Godoy, R. F. B., Trevisan, E., Battistelli, A. A., Crisigiovanni, E. L., do Nascimento, E. A., & da Fonseca Machado, A. L. (2023). Does water temperature influence in microcystin production? A case study of Billings Reservoir, São Paulo, Brazil. *Journal of Contaminant Hydrology, 255*. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2023.104164

[56] Gunkel, G., & Beulker, C. (2009). Limnology of the Crater Lake Cuicocha, Ecuador, a cold water tropical lake. *International Review of Hydrobiology*, *94*(1). https://doi.org/10.1002/iroh.200811071



[57] Escobar Arrieta, S., Albuja, A., & Andueza Leal, F. D. (2021). Calidad fisicoquímica del agua de la laguna Colta. Chimborazo. Ecuador. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, *11*(1), 76-81. https://doi.org/10.29166/revfig.v11i1.3135

[58] Guevara, E. A., Santander, T., Espinosa, R., & Graham, C. H. (2021). Aquatic bird communities in Andean lakes of Ecuador are increasingly dissimilar over time. *Ecological Indicators, 121*. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107044

[59] Ballesteros, I., Cruz, S. D. L., Rojas, M., Salazar, G., Martínez-Fresneda, M., & Castillejo, P. (2022). Screening of cyanotoxin producing genes in Ecuadorian freshwater systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *34*. https://doi.org/10.1590/S2179-975X2122

[60] Moss, B., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Lauridsen, T. L. & Liu, Z. W. (2013). Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: Resolution of a current controversy? Hydrobiologia, 710(1), 3-21. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1033-0

[61] Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., van Grinsven, H. J. M., Abrol, Y. P., Adhya, T. K., Billen, G., Davidson, E. A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J. W., Liu, X. J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., ... & Zhang, Y (2013). *Our nutrient world. The challenge to produce more food & energy with less pollution*. Centre for Ecology & Hydrology (CEH). https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/500700/1/N500700BK.pdf

[62] Manosalvas, D. (2017). *Evaluación de los impactos ambientales generados por las actividades turísticas y agrícolas localizadas en las riberas del lago San Pablo*. [Tesis de grado, Universidad Tecnológica Equinoccial]. https://repositorio.ute.edu.ec/entities/publication/8387dbf0-84a7-4b08-9316-b64d1ccc8f6f

[63] Glibert, P. M. (2017). Eutrophication, harmful algae and biodiversity - Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin, 124*(2), 591-606. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.027

[64] Bachmann, R. W., Jones, B. L., Fox, D. D., Hoyer, M., Bull, L. A. & Canfield, D. E. (1996). Relations between trophic state indicators and fish in Florida (USA) lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *53*(4), 842-855. https://doi.org/10.1139/f95-236